

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
PRÓ-REITORIA DE PÓS GRADUAÇÃO E PESQUISA
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

**O DESCONHECIDO DO POUCO CONHECIDO: PADRÃO ESPACIAL
DE RIQUEZA E LACUNAS DE CONHECIMENTO EM PLANTAS
(FABALES: FABACEAE) NA CAATINGA**

Taiguã Corrêa Pereira

São Cristovão - SE

Julho de 2016

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
PRÓ-REITORIA DE PÓS GRADUAÇÃO E PESQUISA
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

**O DESCONHECIDO DO POUCO CONHECIDO: PADRÃO ESPACIAL
DE RIQUEZA E LACUNAS DE CONHECIMENTO EM PLANTAS
(FABALES: FABACEAE) NA CAATINGA**

Taiguã Corrêa Pereira

Orientador: Prof. Dr. Sidney Feitosa Gouveia

Coorientador: Prof. Dr. Adauto de Souza Ribeiro

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal de Sergipe (PPEC/UFS), como parte dos requisitos necessários para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

São Cristovão - SE

Julho de 2016

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE**

P436d Pereira, Taiguã Corrêa
O desconhecido do pouco conhecido : padrão espacial de
riqueza e lacunas de conhecimento em plantas (Fabales:
Fabaceae) na caatinga / Taiguã Corrêa Pereira ; orientador Sidney
Feitosa Gouveia. – São Cristóvão, 2016.
42 f. : il.

Dissertação (mestrado em Ecologia e Conservação) –
Universidade Federal de Sergipe, 2016.

1. Ecologia da caatinga. 2. Leguminosa – Distribuição
geográfica. 3. Ecossistemas. I. Gouveia, Sidney Feitosa, orient. II.
Título.

CDU 574.4:582.736

TERMO DE APROVAÇÃO

O DESCONHECIDO DO POUCO CONHECIDO: PADRÃO ESPACIAL DE RIQUEZA E LACUNAS DE CONHECIMENTO EM PLANTAS (FABALES: FABACEAE) NA CAATINGA

por

TAIGUÃ CORRÊA PEREIRA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal de Sergipe, como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

APROVADA pela banca examinadora composta por



DR. SIDNEY FEITOSA GOUVEIA

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da
Universidade Federal de Sergipe



DR. RICARDO DOBROVOLSKI

Universidade Federal de Bahia



DR. ALEXANDRE DE SIQUEIRA PINTO

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da
Universidade Federal de Sergipe

São Cristóvão/SE, 15 de julho de 2016

DEDICATÓRIA

À minha Avó Elza (Netinha).

Este “diploma” também é seu.

Aos meus pais, irmãos, amigos e companheiros.

Por todas as nossas relações.

“Mitakuye Oyasin”

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente ao Grande Espírito e a Grande Mãe, que criaram a natureza e todos os seres vivos. Que me protegem e me guiam e cujas forças me fizeram chegar até aqui.

Agradeço aos meus professores pelos conhecimentos e conselhos transmitidos nas disciplinas e, também, nas conversas nos corredores e laboratórios.

Agradeço especialmente aos meus orientadores Prof. Dr. Adauto de Souza Ribeiro com quem comecei essa jornada e ao Prof. Dr. Sidney Feitosa Gouveia pelo acolhimento lá no começo quando Adauto propôs o trabalho em parceria. Ali iniciamos uma caminhada com muitos desafios. Com percalços que nos fizeram recomeçar praticamente do zero não apenas uma, mas duas vezes. Mesmo assim, a cada recomeço parecia termos aprendido algo a mais e assim conseguimos refazer processos extensos e demorados em tempos cada vez menores. Além disso, não poderia deixar de agradecer por todas as orientações dadas tanto nas conversas que tivemos no laboratório, quanto nas várias correções dos textos. Sinto que cresci muito nesses últimos dois anos e posso dizer que boa parte desse amadurecimento intelectual, profissional e inclusive pessoal, se devem a sua paciência e dedicação enquanto orientador.

Aos colegas de curso agradeço por todas as oportunidades que tive de convivência tanto aqui em Sergipe quanto no Rio Grande do Norte. Agradeço as trocas de experiência, os trabalhos e estudos e os momentos de descontração. Desejo a todos muito sucesso em tudo que empreenderem. Que conquistem seus objetivos profissionais e pessoais e que sejam muito felizes nos seus caminhos.

Obrigado Juliana Cordeiro, pelo incansável trabalho na secretaria do PPEC. Pelos conselhos, pelas dicas, pelo suporte em todas as questões práticas, documentais, burocráticas ou não. Pelo carinho e amizade.

À minha namorada linda Maria Elisa Pitanga, por todo carinho, companheirismo e compreensão nos meus momentos de cansaço, preocupação e ausência (ainda que de corpo presente). É muito bom sentir no olhar de quem amamos o brilho de compreensão daqueles que já superaram desafios semelhantes aos nossos.

Ao meu irmão Ubatã. Grande Guerreiro. Meu orgulho e meu melhor amigo de todo o sempre. Tens sido um grande exemplo de disciplina, dedicação e persistência para mim. Te amo muito e sei que já és e sempre serás um grande sucesso em tudo que empreenderes.

À minha amada Mãe, minha Mestra de Reiki e Xamã, Ayná. Por ter me gerado e criado. Por todo amor e por todas as lições aprendidas contigo. Pelos momentos de cobrança e também os de descontração. Seguindo teu exemplo, hoje também me tornei um Mestre.

Agradeço à toda a minha família no Amapá, no Pará e aqui em Sergipe, pelo carinho, pela torcida, pelas felicitações. Amo todos vocês.

Ao Prof.Dr. José Rodrigo Santos Silva do Departamento de Estatística e Ciências Atuariais (DECA/UFS) e a Doutoranda Hérica Santos da Silva (PPGBEA/UFRPE) pelo importante auxílio nas análises geoestatísticas.

Aos membros da banca Professores Doutores Alexandre de Siqueira Pinto, Ricardo Dobrovolski e Mariana Alves Pagotto (suplente), por aceitarem o convite e pelas importantes contribuições para a melhoria deste trabalho.

À CAPES/CNPq pelo fomento mediante bolsa de Mestrado entre março de 2014 e fevereiro de 2015 e auxílio à intercâmbio no Programa de Pós-Graduação em Ecologia da UFRN no mês de outubro de 2014 através do Programa de Mobilidade (PROMOB).

EPÍGRAFE

“A Força que me move é Deus dentro de mim”

(Ayná Corrêa / Davy Christian)

A Força que me move

SUMÁRIO

RESUMO.....	9
1. INTRODUÇÃO	11
1.1 Padrões Espaciais de Diversidade Biológica	11
1.2 Déficits de conhecimento.....	11
1.3. O Bioma da Caatinga e a Família Fabaceae Lindl. como grupo-chave para o entendimento da Diversidade Florística do Bioma.	14
2. OBJETIVOS	17
2.1. GERAL	17
2.2. ESPECÍFICOS:.....	17
3. MATERIAL E MÉTODOS	18
3.1. Área de Estudo	18
3.2. Origem e preparação dos dados	18
3.2. Análise de dados	21
4. RESULTADOS.....	23
5. DISCUSSÃO	27
6. CONCLUSÕES	33
7. REFERÊNCIAS.....	34

RESUMO

A biodiversidade é distribuída de forma heterogênea através do planeta Terra. Embora a discussão sobre quais fatores determinam os padrões espaciais da biodiversidade continue controversa, o simples conhecimento dos seus componentes é um desafio ainda maior em algumas regiões. Assim, conhecer o quanto ainda há para ser estudado ou descoberto é fundamental para a ciência, e a falta de conhecimento sobre a distribuição geográfica das espécies é considerado um dos principais problemas enfrentados em estudos sobre a biodiversidade, especialmente em países “megadiversos” como o Brasil. O Bioma Caatinga tem sido historicamente reconhecido com um dos menos conhecidos e valorizados quanto a diversidade biológica, devido à ideia equivocada de sua baixa diversidade e endemismo e elevado grau de antropização. Considerando a dominância da família Fabaceae na Caatinga, quanto à riqueza e abundância regional, investigamos o padrão espacial da riqueza de espécies de Fabaceae no bioma, buscando determinar quais os fatores ambientais responsáveis pela variação espacial da sua riqueza de espécies. Além disso, elaboramos um modelo estatístico espacial de diversidade de Fabaceae na Caatinga a partir da estrutura espacial das assembleias conhecidas e dos seus determinantes ambientais, a fim de estimar o déficit de conhecimento sobre a distribuição (déficit wallaceano) da Família na Caatinga. Obtivemos 220.781 registros, dos quais menos de 25% foram válidos. A partir desses registros, encontramos o total de 1.310 espécies de 198 gêneros. A riqueza predita pelo modelo espacial variou de 92 a 283 espécies ao longo do espaço e foi melhor descrita pelo esforço amostral, aspectos do solo e topografia. A partir da medida de discrepância entre valores preditos e observados de riqueza de espécies, estimamos valores de déficit Wallaceano, chegando a 192 espécies em uma única localidade. O número total de espécies encontrado neste trabalho representa um incremento expressivo na riqueza conhecida de espécies da família na Caatinga. A seleção de fatores não climático como principais preditores de riqueza indica maior influência da topografia e do solo na escala regional. E também a importância do substrato no estabelecimento de comunidades vegetais no semiárido. O déficit Wallaceano estimado evidencia uma deficiência crônica e espacialmente heterogênea no conhecimento da flora regional. A persistência de lacunas tão expressivas no conhecimento, somada a cobertura reduzida de áreas protegidas no Bioma evidencia um risco corrente de perdas significativas de diversidade biológica com sérias implicações para a conservação do Bioma.

Palavras-Chave: Riqueza de Leguminosas. Semiárido. Cokriging. Déficit Wallaceano.

ABSTRACT

The biodiversity is distributed heterogeneously across the Earth. Although the discussion about which factors determine the spatial patterns of species diversity remains controversial, to know the components of biodiversity themselves is a challenge even bigger in certain regions. So, to know how much still remains to be studied or discovered is fundamental to the science, and the lack of knowledge about the species geographical distribution is known as one of the main problems faced in biodiversity research, especially in “Megadiverse” countries like Brazil. Historically, the Caatinga biome has been recognized as one of the most unknown and less valued according to its biodiversity, because the erroneous idea that the biome would have low diversity and endemism rates, and high degrees of degradation. Considering the dominance of the Family Fabaceae in the Caatinga, in both richness and abundance, we investigated the spatial pattern of Fabaceae species richness on the biome looking for determine which are the factors responsible for the spatial variation on its species richness. Moreover, we elaborated a spatial statistical model for the diversity of Fabaceae in the Caatinga, utilizing the spatial structure of the know assemblages and their environmental determinants, in order to estimate the shortfall of knowledge about the distribution (Wallacean shortfall) of the family in the Caatinga. We obtained 220,781 registers, less than 25% were valid. From these registers, we found 1,310 species in 198 genera. The predict richness vary from 92 to 283 species across the space and was better described by the sampling effort, the soil properties and the topography. With the measure of discrepancy between predicted and the observed values of species richness, we estimated the Wallacean shortfall, reaching 192 species in one single locality. The total number of species found in this work represents an expressive improvement on the know species richness of the family in the Caatinga. The selection of non-climatic factors as the main predictors of richness indicate the major influence of topography and soil on regional scale. The importance of substrate on the establishment of plant communities on the semiarid, as well. The estimated Wallacean shortfall evidences a chronical and spatially heterogeneous deficiency on knowledge of the regional flora. The persistence of such expressive gaps on the knowledge, plus the reduced coverage of protected areas on the biome shows a currently risk of significantly losses of biological diversity, with serious implications for the conservation of the biome.

Keywords: Legume Richness. Semiarid. Co-kriging. Wallacean Shortfall.

1. INTRODUÇÃO

1.1 Padrões Espaciais de Diversidade Biológica

A biodiversidade é distribuída de forma heterogênea através do planeta Terra. Enquanto alguns lugares possuem abundância de variadas formas de vida (como por exemplo florestas úmidas e barreiras de corais), outros são muito pouco habitados (como os pólos) (Gaston, 2010). O esforço para compreender a natureza dessas diferenças, ou seja, por que existem e o que provoca os padrões espaciais e temporais na distribuição da biodiversidade persiste desde os estudos de naturalistas como Alexander von Humboldt, Alfred R. Wallace, Charles Darwin, entre outros. Não obstante, ainda hoje essas questões estão entre os objetivos centrais da ecologia e biogeografia estando, inclusive, entre os tópicos mais debatidos nessas disciplinas (Hillebrand, 2004; Gaston, 2010; Guisan e Rahbek, 2011).

Um dos aspectos mais notáveis da variação da diversidade biológica é que seus fatores determinantes e processos subjacentes são diversos e se alteram ou modificam sua importância ao longo de diferentes escalas espaciais e temporais (Crawley e Haral, 2001; Gouveia et al. 2013). Assim, diversos processos ecológicos têm sido propostos para explicar esses gradientes de diversidade (revisado em Pianka, 1966; Currie, 1991; Gaston, 2000; Hawkins et al., 2003a, 2003b; Ricklefs, 2004; Mittelbach et al., 2007). Em escalas mais largas (continental ou global) as variações seriam explicadas pelas diferentes condições macroclimáticas (como distribuição de energia e umidade) e processos biogeográficos (como deriva continental). Em escalas regionais, uma maior influência é exercida por fatores como climas locais, variações no relevo, e história biogeográfica regional. Em pequenas escalas, por sua vez, os fatores que atuam na variação da riqueza de espécies envolvem a variação nas distribuições nas condições e recursos locais e interações ecológicas, como competição interespecífica por recursos limitados (Lortie, 2004; Ricklefs, 2004 e Ricklefs e He, 2016).

1.2 Défis de conhecimento

Embora a discussão sobre quais fatores determinam os padrões espaciais da diversidade de espécies continue sendo controversa, uma outra questão, que em muitas localidades se configura como sendo um desafio ainda maior, é a de conhecer os próprios componentes da biodiversidade. De fato, obter conhecimento científico completo sobre qualquer aspecto da

biodiversidade é considerado algo praticamente inalcançável e isso se deve tanto a imensa complexidade das interações biológicas e suas dinâmicas espaciais, quanto a limitada capacidade humana de registrá-las (Ladle e Hortal, 2013). Assim, a despeito dos crescentes esforços de pesquisa em biodiversidade, a discrepância entre nosso conhecimento atual e o valor do desconhecido permanece enorme (Trindade-Filho e Loyola, 2010), de modo que em nenhuma parte do globo se tem conhecimento total sobre a biodiversidade (Rodrigues, 2011).

Dessa forma, cientistas tem trabalhado com dados que muitas vezes são incompletos e pouco representativos de espécies e de suas distribuições. Entretanto, ter consciência do tamanho da ignorância, ou seja, do quanto ainda há para ser estudado ou descoberto é muito importante para a ciência, ajudando pesquisadores a identificar as "questões corretas" e evitando o desenvolvimento de teorias baseadas em dados insuficientes e incoerentes (Hortal, et al., 2015). Recentemente, Hortal et al. (2015) sumarizaram sete déficits relativos a aspectos do conhecimento da biodiversidade, sendo quatro deles já descritos anteriormente: o déficit Linneano (sistemática), o Wallaceano (biogeografia), o Prestoniano (biologia populacional) e o Darwiniano (evolução), e outros três então propostos: o déficit Hutchinsoniano (limites de tolerância), Raunkieriano (ecologia funcional) e Eltoniano (interações biológicas). Esses déficits descrevem aspectos fundamentais sobre a identidade, biologia e ecologia das espécies, necessários para a consolidação do entendimento dos processos por trás dos padrões de diversidade observados e das respostas e papéis das espécies no ambiente.

Dentre eles, o déficit Wallaceano se refere a insuficiência ou falta de conhecimento sobre a distribuição geográfica das espécies, seja em escala global, regional ou mesmo local (Lomolino, 2004). Este é considerado um dos principais problemas enfrentados em estudos sobre a biodiversidade, especialmente em países de regiões tropicais (ditos “megadiversos”) como o Brasil. Isso significa que muitas áreas do globo permanecem seriamente subamostradas, como a Amazônia Ocidental e da bacia do Rio Congo (Bush e Lovejoy, 2007; Hortal et al., 2015). Paralelamente, muitos dos dados de distribuição disponíveis pertencem a unidades geográficas de natureza política (países, estados, distritos, etc.). Acrescentando-se a isto as enormes diferenças na capacidade técnico-científica e na acessibilidade entre regiões e países, é inevitável que determinadas regiões sejam melhor amostradas que outras. Desse modo, o déficit Wallaceano é fortemente condicionado a padrões históricos de esforço amostral, analítico e organizacional de dados biogeográficos das espécies. Assim, tais vieses causam, entre outras coisas, que muitos mapas de biodiversidade observada tenham alta

correspondência com mapas de esforço amostral e que os dados de distribuição variem mais em função de unidades políticas do que de unidades ecológicas (Hortal et al., 2007; Meyer et al., 2015), perdendo assim significado biológico (Whittaker et al., 2005).

Outra implicação da deficiência de dados de distribuição de espécies é a necessidade do uso de subconjuntos de espécies, ou outras unidades ecológicas, para os quais já há dados de distribuição disponíveis, conhecidos como "grupos indicadores", (Loyola e Lewinsohn, 2009; Trindade-Filho e Loyola, 2010). Estes indicadores, também conhecidos como "substitutos" de biodiversidade (ou *surrogates*), são usualmente divididos em duas categorias: os baseados em características bióticas ou abióticas mapeáveis a partir de dados de sensoriamento remoto (como por exemplo cobertura vegetal e gradientes ambientais). E ainda aqueles baseados em espécies, podendo ser uma única espécie (como "espécies-chave", "espécies guarda-chuva" ou "espécies-bandeira") ou baseados em múltiplas espécies ("grupos indicadores"), sendo que estes seriam mais eficazes em representar a riqueza de espécies do *pool* total do que aqueles, baseados em dados ambientais, (Loyola e Lewinsohn, 2009; Rodrigues e Brooks, 2007; Trindade-Filho e Loyola, 2010).

Muito embora diversos autores concluam que o uso de indicadores é uma boa forma para representar a biodiversidade (Trindade-Filho e Loyola, 2010, 2011), é improvável que diferentes substitutos possuam poder equivalente de representar porções mais abrangentes da biodiversidade (Rodrigues e Brooks, 2007). A real efetividade de um determinado substituto em representar a biodiversidade de uma área específica, especialmente em estudos com foco em conservação, pode depender de uma série de fatores relacionados, principalmente, ao grupo utilizado como substituto, ao alvo que este se destina a representar e à própria região estudada (Rodrigues e Brooks, 2007; Trindade-Filho e Loyola, 2010). Em todo caso, pode-se dizer que um grupo indicador será eficiente se o seu padrão de distribuição espacial for coincidente com os de outros subconjuntos de espécies que compõem o *pool* de uma determinada região (Moore, et al., 2003; Loyola e Lewinsohn, 2009). Assim, o entendimento de quais substitutos são mais efetivos permitiria um melhor uso da informação disponível, proporcionando, inclusive, uma orientação preciosa para futuros esforços de aquisição de dados (Rodrigues e Brooks, 2007).

1.3. O Bioma da Caatinga e a Família Fabaceae Lindl. como grupo-chave para o entendimento da Diversidade Florística do Bioma.

Embora, a partir dos anos de 1980, alguns pesquisadores tenham procurado chamar a atenção para a Caatinga (como Andrade-Lima, 1981; Franco 1983), o bioma foi, por muito tempo, reconhecido com um dos mais desconhecidos e pouco valorizados do ponto de vista da diversidade biológica no Brasil. Essa situação que se justificaria pela ideia equivocada de que o bioma apresenta baixa diversidade e endemismo e elevado grau de antropização (Giulietti et al., 2003; Tabarelli e da Silva, 2003, Leal et al., 2005; Araújo et al., 2005; Alves et al., 2009). Assim, a falta de informação sobre locais que provavelmente têm grande importância científica, mas que ainda requerem maiores esforços de pesquisa, é um dos grandes problemas historicamente detectados na região (Sampaio e Rodal, 2000; Giulietti et al., 2003).

A vegetação da Caatinga não se apresenta fisionomicamente uniforme ao longo de sua extensão. Os fatores ambientais que afetam as plantas se distribuem de tal modo que, é possível identificar áreas com predominância de características particulares ao bioma e áreas onde essas características mudam progressivamente até os limites com outros tipos de vegetação (Sampaio e Rodal, 2000). Assim, a vegetação da Caatinga possui ao menos três características básicas: Primeiramente, é a vegetação que cobre uma área, mais ou menos contínua, submetida a clima quente e semiárido, margeado por áreas de clima mais úmido, cujos limites estão dentro da região política do Nordeste e norte de Minas Gerais, coincidindo com a área denominada de "Polígono das Secas" (característica geográfica). Segundo, vegetação cujas espécies possuem adaptações relacionadas à deficiência hídrica, tais como caducifolia, suculência, armamento (acúleos e espinhos), estrato herbáceo predominantemente anual, predominância de arbustos e árvores de pequeno porte, etc. (ponto de vista ecológico-adaptativa). E finalmente, do ponto de vista florístico, a presença de espécies endêmicas do bioma ou que ocorrem apenas em áreas secas mais ou menos distantes, mas que não ocorrem nas formações úmidas limítrofes ao semiárido (Sampaio e Rodal, 2000).

Em relação às demais formações vegetais dos continentes da América do Sul e Central, Cardozo e Queiroz (2013) discutem que a vegetação da Caatinga faria parte de uma unidade fitogeográfica maior denominada de Província das Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (do inglês SDTF – *Seasonally Dry Tropical Forests* (Prado, 2000; Pennington et al. 2000). Estas formações teriam atingido sua máxima extensão durante os períodos mais secos do Pleistoceno, se distribuindo, atualmente, em diversas áreas disjuntas ao longo do continente sul-americano.

Assim, a ocorrência de espécies da Família Fabaceae em diferentes áreas de SDTF seria derivada da fragmentação de populações que antes possuíam distribuição mais ampla (durante o Pleistoceno). Paralelamente, a diversidade de espécies endêmicas a cada uma destas áreas seria resultado do mesmo processo de isolamento (origem por vicariância).

Por outro lado, do ponto de vista regional, tem se discutido que a vegetação da Caatinga seria composta basicamente por dois grandes grupos com composição florística, e até mesmo ritmos fenológicos distintos (Queiroz, 2006; Cardoso e Queiroz, 2007 e Córdula et al., 2010). Essa hipótese foi levantada por Queiroz (2006), com base em dados de distribuição de espécies de leguminosas encontradas em diversas localidades da Caatinga, ao observar dissimilaridades entre as composições de espécies entre localidades. Dessa forma, há um grupo que recobre basicamente solos derivados de Embasamentos Cristalinos do Pré-Cambriano, e que seria mais fortemente relacionado com a flora das SDTF, e outro que recobre os solos arenosos das bacias sedimentares, ocorrendo de forma disjunta em quatro regiões (Complexo Ibiapaba - Araripe, Raso da Catarina, Dunas do São Francisco e Áreas sazonalmente inundáveis do PI, Oeste de PE e Norte da BA) além de pequenas regiões no RN e Chapada Diamantina (BA). Sua origem teria se dado a partir de intensa pediplanação durante o Terciário Superior (anteriormente ao Pleistoceno), resultando no isolamento das biotas em bacias sedimentares e abrindo espaço para colonização das SDTF nos embasamentos cristalinos (Queiroz, 2006). Tal hipótese tem sido suportada por evidências de similaridades na composição florística particularmente associados a características do solo, com dois subgrupos principais: um entre as áreas sobre embasamento cristalino e a outro entre as áreas sobre superfície sedimentar (Cardoso e Queiroz, 2007; Córdula et al., 2010). Além disso, os padrões observados em escala regional parecem se repetir em escala local entre áreas mais restritas, com a distribuição de espécies no Bioma aparentemente mais relacionada ao substrato, associado às condições climáticas locais, do que apenas à sua posição geográfica (Córdula et al., 2010).

A Família Fabaceae é uma das maiores famílias de plantas do globo incluindo mais de 720 gêneros e 19mil espécies e possuem grande diversidade de hábitos, incluindo desde pequenas ervas e subarbustos anuais até árvores de grande porte (Lewis et al., 2005). Com distribuição cosmopolita, a família possui espécies em praticamente todos os ambientes terrestres, incluindo florestas tropicais úmidas, regiões temperadas próximas aos polos ou mesmo em ambientes semiáridos e desertos. Em relação aos ambientes brasileiros, Fabaceae é a família com maior riqueza de espécies na Floresta Amazônia e Caatinga e aparece em

segundo lugar nos biomas do Cerrado e da Floresta Atlântica (BFG, 2015). Parte deste sucesso pode ser explicado pelas associações com bactérias fixadoras de Nitrogênio em nódulos nas raízes de diversas espécies de leguminosas, permitindo que elas possam colonizar ambientes pobres e estocar compostos nitrogenados como reserva em suas sementes (Faria et al., 1989; Lewis et al., 2005; Queiroz, 2009). Sua importância é ainda mais significativa no bioma da Caatinga, onde é a família mais diversa, incluindo 320 espécies distribuídas em 86 gêneros (com estimativas apontando 605 espécies distribuídas em 120 gêneros) e a mais abundante em termos de indivíduos. As Fabaceae na Caatinga apresentam também grande diversidade morfológica e possui espécies usadas de inúmeras formas pelas populações da região sejam como alimentícias, forrageiras, na construção civil, medicina popular, até mesmo em rituais religiosos entre outros (Queiroz et al. 2006; Queiroz, 2009; BFG, 2015).

Portanto, a dominância da família Fabaceae na Caatinga em número de espécies, indivíduos e diversidade de hábitos, indica que esta pode ser um indicador apropriado da diversidade regional da flora da Caatinga. Desse modo, investigamos aqui o padrão espacial da riqueza de espécies no bioma, buscando determinar quais os fatores ambientais responsáveis pela variação espacial da sua riqueza de espécies. Além disso, elaboramos um modelo espacial de diversidade de Fabaceae na Caatinga a partir da estrutura espacial das assembleias conhecidas e dos seus determinantes ambientais, a fim de estimar o déficit de conhecimento sobre a distribuição da Família Fabaceae na Caatinga.

2. OBJETIVOS

2.1. GERAL

Investigar a distribuição espacial da riqueza de espécies da família Fabaceae e seus determinantes ambientais, além de estimar o déficit de conhecimento sobre a distribuição espacial de espécies da família Fabaceae na região do bioma Caatinga.

2.2. ESPECÍFICOS:

- i. Integrar informações sobre a distribuição espacial das espécies da família Fabaceae na região do bioma Caatinga.
- ii. Investigar a influência das variáveis ambientais sobre os padrões espaciais de distribuição da riqueza de espécies da família Fabaceae em escala regional na Caatinga.
- iii. Quantificar e mapear o déficit de conhecimento sobre a distribuição espacial da riqueza de espécies de Fabaceae (déficit Wallaceano) na região da Caatinga.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de Estudo

Selecionamos para o desenvolvimento deste trabalho, o Bioma da Caatinga, definido conforme IBGE (2016). O Bioma da Caatinga recobre a maior parte da região semiárida nordestina, se estendendo por uma área estimada entre 750.000 km² e 1.000.000 km². Coincide com a área denominada de "Polígono das Secas", ambiente caracterizado pelos níveis reduzidos de precipitação, abaixo dos 1.000 mm e pela ocorrência anual de longos períodos de seca. Limita-se a leste e a oeste pelas florestas Atlântica e Amazônica, respectivamente, e ao sul pelo Cerrado (Sampaio e Rodal, 2000; Velloso et al., 2002; Leal et al., 2005; Queiroz et al., 2006).

3.2. Origem e preparação dos dados

Inicialmente foram obtidos registros completos e georreferenciados de plantas pertencentes à família Fabaceae Lindl., com ocorrência na área do Bioma Caatinga, oriundos de acervos de coleções biológicas (herbários e afins) disponíveis online nas plataformas SpeciesLink, mantida pelo Centro de Referência em Informação Ambiental - CRIA (<http://splink.cria.org.br/index?criaLANG=pt>), e *Global Biodiversity Information Facility* - GBIF (<http://www.gbif.org/>).

Entretanto o conjunto de dados obtido apresentava inúmeros registros com identificação taxonômica incompleta (registros marcados apenas com gênero), abreviações diversas, erros de grafia e informações de coordenadas geográficas indisponíveis ou incompletas. Desse modo, procedemos cuidadosamente um pré-tratamento dos dados, inicialmente removemos os registros sem coordenadas geográficas, com abreviaturas (e.g., *cf.*, *aff.*), identificação taxonômica incompleta (marcados apenas com gênero) e os epítetos referentes a variedades ou subespécies, utilizando apenas o nível de espécies (nomes binomiais). Finalmente, padronizamos os registros das espécies com divergências na grafia, a fim de evitar uma sobre estimativa da riqueza de espécies. Esse procedimento foi realizado através da validação individual dos nomes de cada espécie com base na taxonomia de Kalwij (2012), utilizando o pacote Taxonstand (Cayuela et al., 2012) para o software R (R Development Core Team, 2014). Além de identificar possíveis erros de grafia, este procedimento permitiu ainda identificar

táxons desconhecidos, os quais também foram eliminados. Ao final, utilizamos nas análises apenas registros válidos de espécies.

Para mapear as informações de ocorrência das espécies, construímos uma grade de células de resolução 0,5° de latitude por 0,5° de longitude (55 Km x 55Km ou cerca de 3mil km²) sobre o polígono do bioma Caatinga (IBGE 2016), de modo a padronizar as dimensões das unidades amostrais. Em seguida, mapeamos os registros botânicos sobre a grid (Figura 01) e obtivemos os valores de riqueza de espécies em cada célula a partir da soma do número de espécies em cada célula.

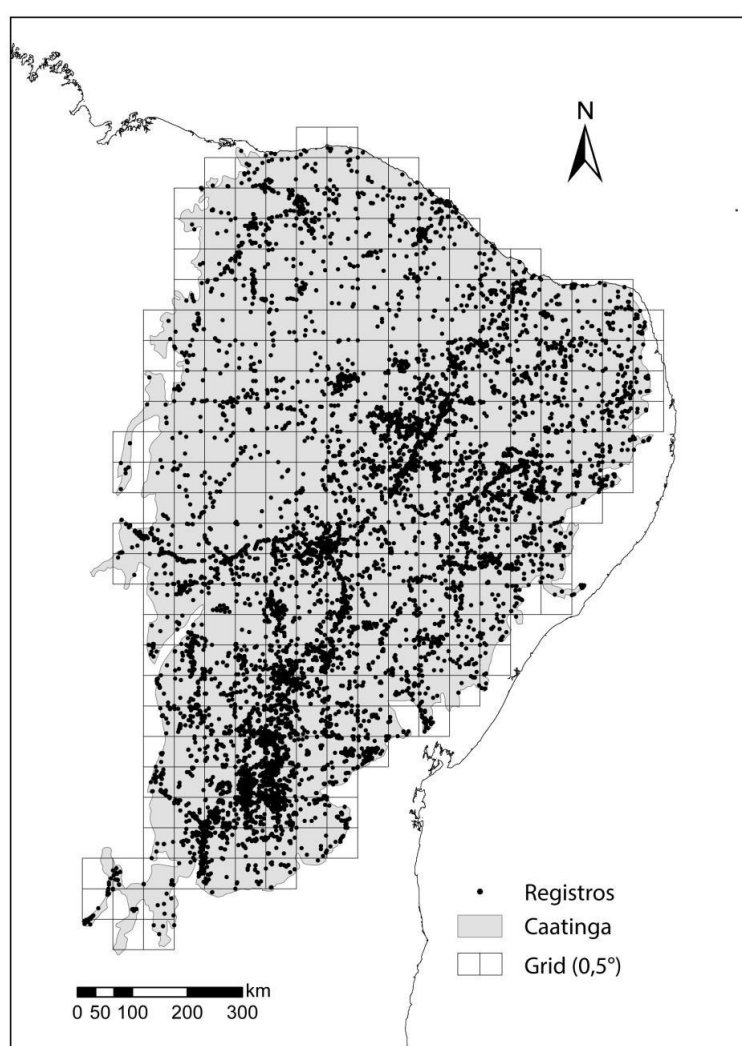


Figura 01. Registros de espécies de Fabaceae na Caatinga mapeados em grid de 0,5°.

Para investigar a influência dos preditores ambientais sobre a riqueza de espécies, obtivemos um conjunto de diferentes dados ambientais representando diferentes fatores que podem influenciar o padrão regional de riqueza de plantas, incluindo topografia, clima,

produtividade ambiental e solo. Embora os diferentes fatores sejam representativos de hipóteses ecológicas específicas, o objetivo aqui não envolveu testar essas hipóteses individualmente, mas de identificar o subconjunto de fatores que melhor explicam a diversidade regional de Fabaceae.

Como um descritor de heterogeneidade espacial, utilizamos a amplitude altitudinal de cada célula da grade (Ricklefs e Bermingham, 2004; Veech e Crist, 2007). Para representar diferentes aspectos do clima da área de estudo, utilizamos temperatura média anual e sazonalidade da temperatura, que descrevem a quantidade e variação anual de energia disponível no ambiente (Wright, 1983; Currie, 1991; Currie, et al, 2004; Gaston, 2000), precipitação anual (Bio 12), precipitação do mês mais seco (Bio 14), sazonalidade da precipitação (Bio 15) e precipitação do trimestre mais seco (Bio17), as quais refletem a variação da disponibilidade hídrica no ambiente, especialmente os períodos de déficit hídrico ao longo do ano. As variáveis de topografia e clima foram obtidas da plataforma WordClim (Hijmans et al., 2005). Incluímos também as variáveis evapotranspiração potencial (PET) que reflete a energia evaporativa do ambiente e a evapotranspiração real (AET), que descreve o equilíbrio entre o fluxo de água e a entrada de energia, sendo frequentemente utilizada como medida da produtividade primária dos ambientes. PET e AET foram obtidas do banco de dados CGIAR-CSI Global Soil-Water Balance (Trabucco e Zomer, 2010).

A influência dos parâmetros do solo sobre a riqueza foi representada pela condições de manejo do Solo (*Soil Workability*), que se refere a textura, profundidade efetiva e a presença de concreções, fragmentos rochosos entre outras limitações ao manejo do solo podendo, interferir no estabelecimento da vegetação; Profundidade, volume e desenvolvimento de raízes (*Root Condition*); salinidade (*Excesssalt*) e Toxicidade (*Toxicity*), que são fatores prejudiciais para o desenvolvimento dos vegetais; capacidade de retenção de nutrientes (*Nutrient Retention Capacity*); disponibilidade de nutrientes (*Nutrient Availability*), concentração média de nitrogênio (*Nitroen*), elemento essencial para o desenvolvimento dos vegetais; concentração média de carbono (*Carbon*), que está relacionado a quantidade de matéria orgânica incorporada ao solo; porosidade do solo (*Bulk Density*), característica estrutural que interfere na oxigenação e drenagem dos solos; disponibilidade de oxigênio para as raízes (*Oxygen Availability to Roots*); capacidade de retenção de água (*Water Capacity*); e o teor mínimo de umidade do solo para manutenção da turgidez das plantas (*Mean Wilting Point*), que são parâmetros relacionados com a disponibilidade de água para as plantas, (Larcher, 2000; FAO, 2008;

Fischer et al., 2008). As variáveis de solo foram obtidas nas plataformas online *Harmonized World Soil Database* - HWSD v 1.2 (<http://webarchive.iiasa.ac.at/Research/LUC/External-World-soil-database/HTML/>) e *Spatial Data Access Tool* - SDAT (ORNL/ DAAC/ NASA) (http://webmap.ornl.gov/ogcdown/wcsdown.jsp?dg_id=569_7)

A fim de considerar a influência da variação no esforço amostral entre as áreas sobre os valores de riqueza observados (veja Connor e Simberloff 1978), incluímos também o número de registros por célula como uma medida indicativa do esforço amostral em cada célula.

3.2. Análise de dados

Para elaborar um modelo espacial de riqueza de Fabaceae, inicialmente definimos um subconjunto de localidades (i.e., células) consideradas mais bem amostradas ao longo da Caatinga. Para essa finalidade, utilizamos o quartil superior (>75%) das células com maior riqueza entre as áreas melhor amostradas. Embora seja arbitrário, esse critério estatístico foi adotado em função da ausência de outro critério ecológico mais apropriado. Isso se dá por que um critério ecológico necessitaria da informação da distribuição da riqueza regional de espécies, que é justamente o que buscamos estimar neste estudo. Este subconjunto foi então submetido as análises de regressão e interpolação geográfica (veja abaixo).

Nosso objetivo é determinar o melhor subconjunto de variáveis que explica a variação da riqueza de espécies de Fabaceae na Caatinga. Portanto, utilizamos a abordagem de seleção de modelos, utilizando o Critério de Informação de Akaike (AIC) para selecionar o melhor modelo (Burnham e Anderson 2004). Este critério representa uma medida da perda de informação decorrente da adequação de um modelo aos dados reais, Ou seja, ele estima uma distância matemática entre os modelos e os dados reais, de modo que os melhores modelos são aqueles “mais próximos” dos dados, isto é, com os valores de AIC mais baixos (Hoeting et al., 2006; Diniz-Filho, Rangel, e Bini, 2008).

Em seguida, utilizamos o subconjunto de variáveis do melhor modelo selecionado a partir do AIC e empregamos uma técnica de interpolação geográfica que leva em conta a estrutura espacial das variáveis resposta e das preditoras, tendo em vista que a existência de autocorrelação espacial pode comprometer seriamente os resultados das análises, por violar o

pressuposto de independência das amostras, necessário aos métodos estatísticos mais comuns. Assim, a técnica empregada aqui foi a análise de cokrigagem (*cokriging*) (Myers, 1982; Miller et al., 2007). A cokrigagem é uma análise baseada na krigagem. O propósito da krigagem é interpolar a variação não conhecida de uma única variável a partir da estrutura espacial de sua variância ao longo de diferentes classes de distância, que é descrita através de um semivariograma (Figura 02). Na cokrigagem, a interpolação é dada pela estrutura espacial da variância de uma variável, mas também da covariância desta com outras variáveis (preditoras). O conjunto de relações de covariância entre todas as variáveis é utilizado para estimar uma superfície de valores (i.e., a interpolação) para a variável focal (resposta) (Miller et al., 2007). A cokrigagem é baseada na ideia de que algumas variáveis são mais fáceis de medir e podem ser usadas para ajudar a explicar as flutuações espaciais da variável de interesse (Bailey e Gatrell, 1995). Desse modo, esta é uma técnica indicada quando a variável de maior interesse (e.g., riqueza de espécies) foi amostrada de forma menos densa do que as demais (e.g., preditores ambientais) (Eldery e Garcia 2010), o que geralmente é o caso em estudos envolvendo padrões de diversidade pouco conhecidos. Contudo, um requisito para a cokrigagem é que todas as variáveis preditoras sejam significativamente correlacionadas com a variável de interesse. Mesmo tendo sido selecionadas com base no AIC, as variáveis podem não ser individualmente correlacionadas significativamente com a variável de interesse. Por isso, antes da análise foi necessário testar a correlação entre a riqueza de espécies e aquelas variáveis selecionadas com base no AIC. Testamos essa relação através de correlação de Pearson.

Após obtermos o modelo espacial do padrão de riqueza de espécies de Fabaceae para a Caatinga através da cokrigagem, estimamos o déficit de conhecimento da riqueza de espécies (déficit Wallaceano) subtraindo os valores de riqueza observados dos valores de riqueza estimados pelo modelo geoespacial para todas as células da grid. As análises foram executadas com o auxílio dos softwares SAM (Rangel, Diniz-Filho e Bini, 2010), ArcGis 9.3 (ESRI, 2011) e R (R Development Core Team, 2014).

4. RESULTADOS

Foram obtidos 220.781 registros de espécimes pertencentes à Família Fabaceae para a Caatinga, sendo 183.676 oriundos da plataforma GBIF e 37.106 da plataforma SpeciesLink. Após o processo de remoção minuciosa de registros sem coordenadas geográficas, com identificação taxonômica incompleta (marcados apenas com gênero), abreviações e erros de grafia, restaram 51.105 registros considerados válidos (aproximadamente 23% do total de registros obtidos) (Figura 01).

A partir do conjunto de registros válidos utilizados, encontramos o total de 1.310 espécies, distribuídas em 198 gêneros de Fabaceae. Destas, as três espécies com maior número de registros foram *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan (angico), *Senna macranthera* (DC. ex Collad.) H. S. Irwin e Barneby (fedegoso), *Piptadenia stipulacea* (Benth.) Ducke (Jurema-branca), com 1064, 778 e 710 registros válidos, respectivamente. Por outro lado, 291 espécies (22%) foram registradas apenas 1 única vez em toda a área do Bioma da Caatinga, sendo que 740 espécies (mais de 56%) foram tiveram no máximo 10 registradas no bioma. Entre os gêneros, se destacam *Mimosa* L, *Chamaecrista* Moench e *Calliandra* Benth, com 108, 92 e 64 espécies respectivamente. Enquanto, que 88 gêneros (44% dos gêneros) registraram apenas uma espécie dentro do bioma.

O maior valor de riqueza observado em uma única célula foi de 289 espécies, o que coincidiu com a célula com maior riqueza estimada, de 283 espécies (veja abaixo). Por outro lado, 111 (38%) das 291 células apresentaram valores de riqueza menores que 29 espécies (10% da riqueza máxima), sendo que 4 células não apresentaram nenhum registro válido.

Baseado no Critério de Informação de Akaike (AIC), o melhor modelo ($R^2 = 0.845$; $AICc = 2746.984$) apresentou apenas 4 preditores, sendo 3 deles relativos a caracteres ambientais: amplitude altitudinal (*Altitudinal Range*), estrutura física do solo (*Soil Workability*) e concentração de nitrogênio (*Nitrogen*), além do esforço amostral. Entretanto para executar o modelo geoespacial (cokrigagem), testamos previamente a correlação existente entre riqueza e as variáveis preditores. Assim foram retidas as variáveis amplitude altitudinal ($r = 0.523$; $p < 0.001$), nitrogênio ($r = 0.272$; $p = 0.019$) e esforço amostral ($r = 0.824$; $p < 0.001$), excluindo apenas a variável referente a Estrutura Física do Solo ($r = 0.101$; $p = 0.391$) (Figura 02).

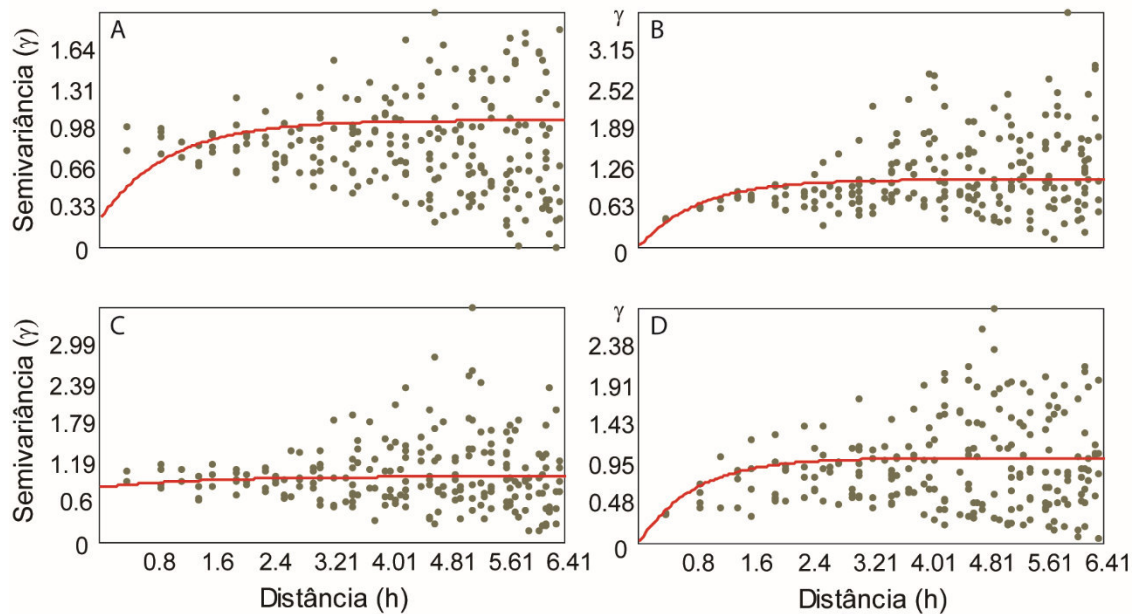


Figura 02: Semivariogramas indicando a estrutura espacial das variáveis riqueza de espécies (A), amplitude altitudinal (B), esforço amostral (C) e concentração de nitrogênio (D).

A riqueza predita pelo modelo espacial variou de 92 a 283 espécies (Figura 03). A principal concentração de áreas com valores mais elevados de riqueza observada e predita pelo modelo (figura 04A e B), ou seja, com menor déficit de conhecimento, coincide com a região do Complexo da Chapada Diamantina, Bahia. Por outro lado, a região coincidente com a faixa de transição entre a Caatinga e o bioma do Cerrado nos estados do Piauí e parte do Maranhão, e a porção nordeste do bioma, coincidindo com o Estado do Rio Grande do Norte (equivalentes as Ecorregiões do Complexo Ibiapaba-Araripe e nordeste da Depressão Sertaneja Setentrional) apresentam um contínuo de células com valores mais baixos de riqueza observada (figura 04 A e B), porém com valores elevados de riqueza esperada, ou seja, um maior déficit Wallaceano.

Observamos algumas regiões com altos valores de incerteza na riqueza predita pelo modelo (figura 04 C) especialmente nas porções norte, oeste e sul do bioma. Entretanto na área ao sul (correspondente a Chapada Diamantina) ocorrem valores baixos de déficit Wallaceano (figura 04 D), sendo essa região uma daquelas consideradas como bem amostradas. Por outro lado, nas localidades a oeste e norte ocorrem riquezas observadas muito baixas de modo que, tanto o déficit wallaceano, quanto a incerteza apresentam valores significativamente elevados.

Paralelamente, podemos observar uma grande região na porção central e leste do bioma, com valores de riqueza esperada em torno de 90 espécies por célula e cujas células apresentam valores de riqueza observada similares (figura 04A e B). A pequena diferença entre esses

valores sugere que essas áreas são relativamente bem amostradas, (figura 04D), o que é reforçado pela baixa incerteza associada às essas localidades (Figura 04C).

O déficit Wallaceano variou entre -9 e 192 espécies em uma única célula. De fato, esta situação é predominante ao longo da área estudada, de modo que os valores de riqueza observada são muito inferiores ao estimado pelo modelo espacial em 75% da área de estudo (215 células). Em grande parte dos casos, os valores de riqueza observada são menores até mesmo que os valores preditos pelo modelo levando em consideração o limite inferior do erro padrão estimado (vide Figura 03). Assim, apenas 4,7% (14 células) apresentaram números de espécies registradas muito próximos aos tetos de riqueza estimados pelo modelo geoespacial, podendo ser consideradas como bem amostradas (Figura 04 D). Outros 5,4% (14 células) apresentaram riquezas observada iguais ou superiores aos valores preditos, evidenciando o caráter conservativo do modelo.

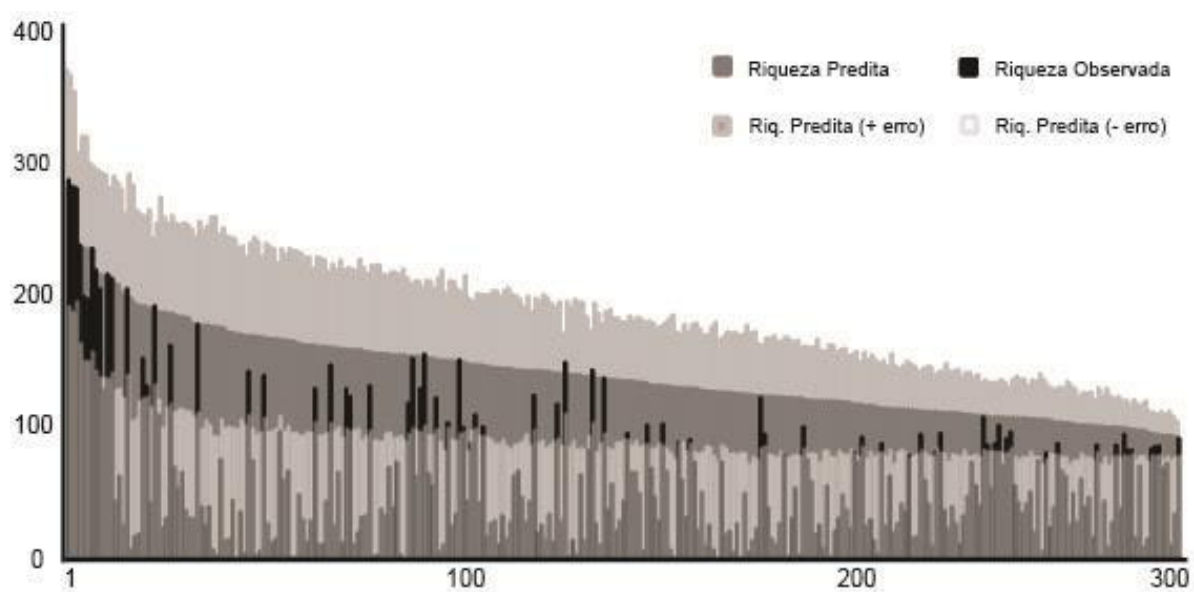


Figura 03: Valores de Riqueza Observada (preto); Riqueza Predita (cinza escuro) e Valores Preditos considerando o erro para mais (cinza claro) ou para menos (cinza semi-transparente).

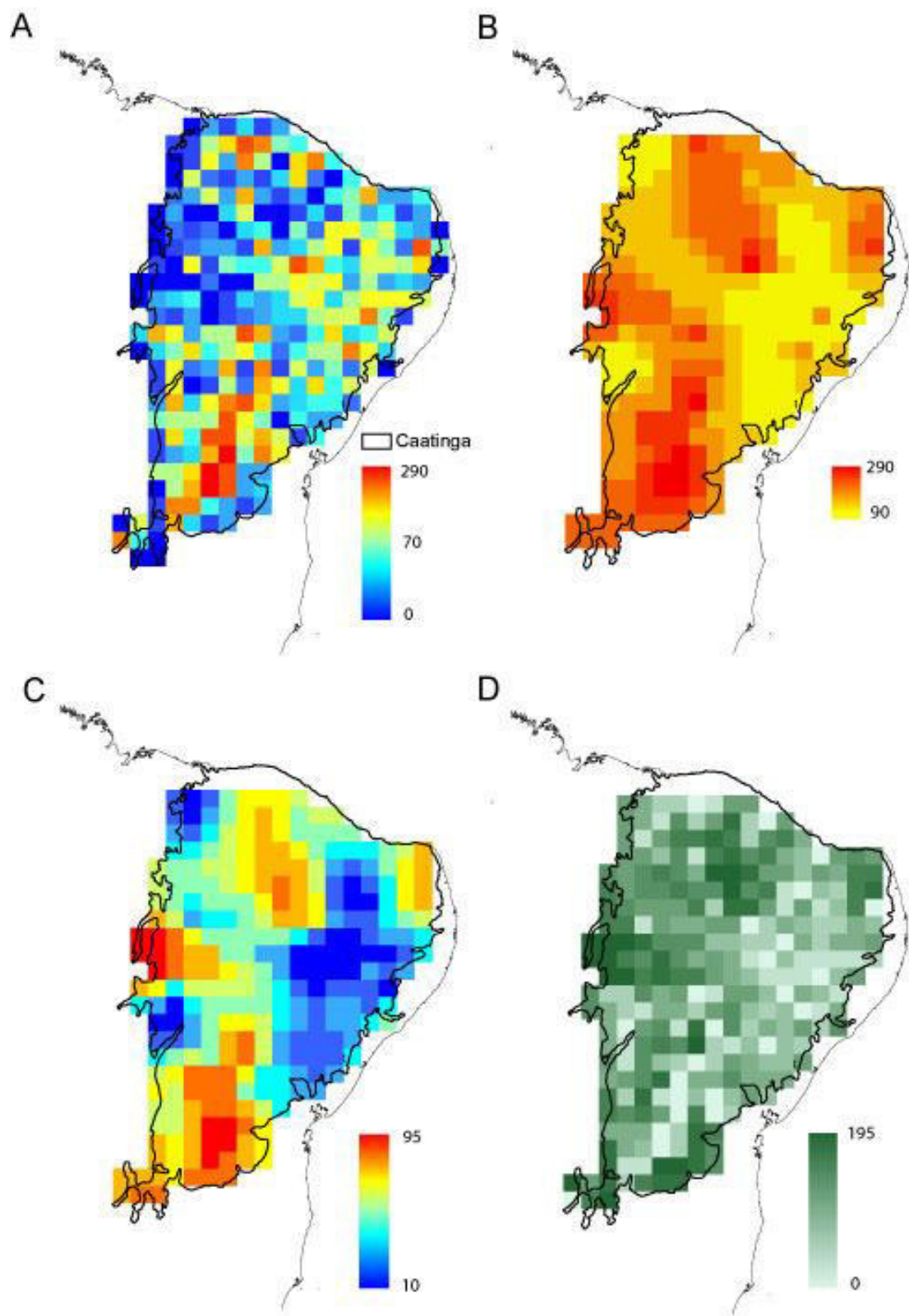


Figura 04. Riqueza observada (A), esperada (B), Incerteza (erro padrão) (C) e déficit Wallaceano (D) para Fabaceae no Bioma da Caatinga.

5. DISCUSSÃO

A Caatinga tem sido historicamente reconhecida com um bioma negligenciado quanto aos elementos da biodiversidade. Considerada um dos setores menos estudados do Brasil, cuja diversidade biológica tem sido subestimada e onde um dos grandes problemas para a sua conservação reside na falta de informação sobre locais que provavelmente têm grande importância científica (Sampaio e Rodal, 2000; Giuliatti et al., 2003; Araújo et al., 2005; Alves et al., 2009). Entretanto este cenário tem mudado nos últimos anos com o reconhecimento de que o bioma possui uma flora autóctone e com alta diversidade, incluindo elevada riqueza de táxons endêmicos (Giuliatti et al., 2002; Prado, 2003; Araújo et al., 2005; Queiroz, 2006; BFG, 2015). Sendo, desse modo, importante a realização de estudos que busquem reduzir as lacunas de conhecimento ainda existentes no bioma.

O grande número de registros considerados problemáticos, ou não-válidos, (cerca de 170mil, ou 77%, dos obtidos originalmente) reflete um problema inerente aos conjuntos de dados de grandes repositórios como o SpeciesLink e o GIBF, que é a existência de uma grande proporção de vouchers com erros de identificação nos acervos. Essa situação resulta sobretudo da falta de expertise no campo da taxonomia dos respectivos coletores e identificadores (Smith, Johnston e Lücking, 2016). De fato, o volume expressivo de registros considerados não-válidos ilustra o que é considerada uma das facetas do déficit Linneano (i.e., deficiência no conhecimento taxonômico; Hortal et al., 2015), onde uma parcela representativa dos registros consta com identificação incompleta mesmo em nível de gênero. Isso significa que, embora coletadas, tais espécimes carecem de identificação correta, o que viria a mascarar o número real de espécies até então registradas para cada localidade. Embora esse problema seja reconhecido por muitos especialistas, inúmeros usuários menos experientes tendem a assumir como corretas as informações de acervos desse tipo. Desse modo, diversos erros de identificação acabam se propagando em estudos de diversas áreas, como ecologia e gestão ambiental, entre outras áreas de interesse. Tais erros podem gerar sobrestimativas ou subestimativas de riqueza ou de abundância de populações em estudos que utilizam índices de biodiversidade e, assim, alterar a habilidade de ecólogos e gestores ambientais em reconhecer mudanças nos diversos processos que ocorrem ao longo das paisagens. Além disso, de modo geral, eles podem representar grandes perdas de tempo, de recursos financeiros e de conhecimentos (Bortolus, 2008; Smith, Johnston e Lücking, 2016).

Outro aspecto importante que observamos é o fato de o número total de espécies encontradas nos registros obtidos para este trabalho superar substancialmente os valores apresentados na literatura para o bioma Caatinga. Em compilações recentes, a estimativa do número de espécies de leguminosas ocorrentes no bioma varia entre 320 espécies em 86 gêneros (Queiroz, 2009) a 605 espécies distribuídas em 120 gêneros, sendo 144 endêmicas (Amorim, 2014; BFG, 2015; Amorim, 2016). Nosso estudo foi capaz de reunir um total de 1.310 espécies válidas, representando, portanto, um incremento de mais de 100% na riqueza conhecida de espécies da família com ocorrência dentro da Caatinga. No entanto, também é possível que essa discrepância no número de espécie seja resultado da forma abrangente em que o bioma foi considerado neste estudo. Aqui utilizamos a delimitação definida pelo IBGE (2016) e englobamos áreas de diversas formações, referidas por alguns autores como sendo “enclaves” de vegetações dos biomas adjacentes a Caatinga (Sampaio e Rodal, 2000; Leal et al., 2005; Queiroz et al., 2006), incluindo fragmentos de cerrados, campos rupestres e matas úmidas nas regiões da Chapada Diamantina, Chapada do Araripe e Serra de Ibiapaba (Velloso et al., 2002; Queiroz, 2009). Assim, existe a possibilidade que tenhamos incorporado registros, e consequentemente espécies, que teriam sido ignorados nas compilações anteriores.

Com relação as frequências de ocorrências das espécies registradas neste estudo, observamos que algumas das espécies com maior número de registros figuram de fato entre as mais comuns da Caatinga. Estas são encontradas em diversas localidades ao longo da região semiárida e mesmo além de seus limites. Por exemplo, *A. colubrina* ocorre desde o nordeste brasileiro até as regiões de florestas estacionais no centro-sul do Brasil e florestas subandinas na Argentina, Bolívia e sul do Equador (Queiroz, 2009). Por outro lado, a elevada proporção de espécies registradas apenas uma ou muito poucas vezes em toda a área analisada (mais de 56% do total foram registradas no máximo 10 vezes) pode refletir uma significativa quantidade de espécies raras ou com distribuição restrita a pequenas regiões. Estas, por sua vez, são normalmente mais sensíveis a distúrbios antrópicos (Giulietti, et al. 2009), consistindo em uma questão importante para conservação da biodiversidade do bioma.

A elevada proporção de áreas com riquezas observadas muito baixas (chegando a não ter nenhuma espécie registrada em algumas células) associadas a valores estimados de riqueza muito maiores do que as observadas efetivamente, resultando em valores altos de déficit de conhecimento, evidencia o quando o Bioma ainda pode ser considerado mal amostrado. Isso coincide com o apresentado por Tabarelli e Vicente (2004), que ao avaliar a distribuição

geográfica das coletas de plantas e dos estudos florísticos e fitossociológicos desenvolvidos na Caatinga estimaram que 80% da área do bioma estaria sub-amostrada, sendo que para metade dessa área (40%) não havia nenhum registro de coletas. Além disso, tanto em Tabarelli e Vicente (2004), quanto no presente estudo observou-se que as áreas consideradas sub-amostradas, se concentram na “periferia” do bioma (em relação aos grandes centros como a cidade do Recife, localizada no litoral). Soma-se a isso o fato de que grande parte das áreas consideradas bem amostradas, parecem coincidir com algumas das UC’s existentes na Caatinga (Figura 05), tais como as APAs da Serra da Ibiapaba e a da Chapada do Araripe, na região norte do bioma, das Dunas e Veredas do Baixo e Médio São Francisco e do Lago de Sobradinho, na região oeste, e a de Serra Branca/Raso da Catarina, a Estação Ecológica do Raso da Catarina, no centro leste, o PARNA da Chapada Diamantina, no sul, entre outras (Figura 05), indicando forte concentração do esforço amostral. Não obstante, o esforço amostral foi, também, o preditor que apresentou a correlação mais forte com a riqueza de espécies observada, de modo que os valores de riqueza de espécies variaram mais em função da intensidade do esforço amostral do que de qualquer outra variável ambiental (veja também Connor e Simberloff, 1978). Este fenômeno de concentração de esforço amostral, resultando em uma quantidade expressiva de áreas mal amostradas, também pode ter influenciado a presença de incertezas sensivelmente elevadas em regiões onde houve grande discrepância entre as riquezas observadas e as estimativas previstas pelo modelo.

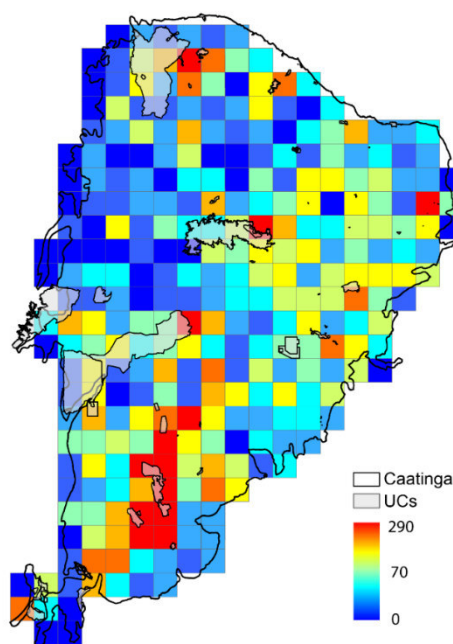


Figura 05. Riqueza observada e Unidades de Conservação na Caatinga.

Por outro lado, na porção sul do bioma, especialmente ao redor do Complexo da Chapada Diamantina, a presença de incertezas elevadas pode estar relacionada com a grande complexidade ambiental existente na região, visto que esta é uma área com gradiente altitudinal característico, ocasionando isolamento de populações e, conseqüentemente, favorecendo processos de especiação. Desse modo, a vegetação apresenta um mosaico de formações que incluem tanto Caatinga com alta diversidade, como de cerrados de altitude, matas mais úmidas e campos rupestres. Embora haja presença de elementos florísticos da Serra do Espinhaço, as formações de Caatinga da região possuem grande riqueza florística contando com várias espécies e até mesmo gêneros endêmicos (Velloso et al., 2002; Queiroz et al. 2006).

As variáveis ambientais (excluindo, portanto, o esforço amostral) indicadas na seleção de modelos como sendo os principais preditores da riqueza de leguminosas da Caatinga envolveram apenas fatores não climático, especificamente amplitude altitudinal e aspectos do solo. Isso indica que, a despeito do claro efeito que o clima exerce sobre a diversidade da flora de regiões semiáridas na região Neotropical (Pennington et al., 2000; Prado, 2000), em escala regional (i.e., internamente), essas comunidades são determinadas principalmente por fatores que atuam em escala local. Em se tratando de aspectos do solo, é possível que sua influência nos padrões de riqueza tenha relação com a hipótese proposta por Queiroz (2006), de que a vegetação da Caatinga apresentaria dois agrupamentos florísticos distintos. Os respectivos conjuntos de espécies apresentam padrões de distribuição que refletem a ocorrência de dois tipos de solo, um derivado de embasamentos cristalinos, originados no Pré-Cambriano, e o outro composto por solos arenosos de bacias sedimentares, derivados de processo de pediplanação no Terciário Superior. Além disso, as variações nas condições de solos em escalas locais parecem afetar características estruturais das comunidades de plantas conforme observado por Sampaio et al. (1981). De acordo com nossos resultados, a influência exercida pela origem e, portanto, composição e estrutura física – por exemplo a textura – do solo sobre a flora da Caatinga não estaria ligada somente à composição, mas também à riqueza de espécies.

O efeito da concentração de nitrogênio como um fator importante na variação de espécies pode estar relacionado com a existência de diversas espécies com capacidade de fixação biológica de nitrogênio atmosférico, pelo qual a família é reconhecida. De fato, cerca de 23% das Caesalpinioideae, 90% das Mimosoideae e 97% das Papilionoideae apresentam interações simbióticas com bactérias fixadoras de nitrogênio (Faria et al., 1989). Essas

associações permitem maior assimilação de compostos nitrogenados, sendo fundamental para o desenvolvimento das plantas. Além disso, essa adaptação permite que elas se estabeleçam inclusive em ambientes com solos pouco férteis (Amorim, 2014), podendo ser um dos motivos para a grande amplitude de sua distribuição (Queiroz, 2009). Ademais, essa característica permite que as espécies da família atuem em processos de facilitação devido a disponibilização de nitrogênio para as demais espécies vegetais em uma comunidade (Temperton et al., 2007), o que explicaria a maior riqueza em áreas com maior concentração de nitrogênio.

A presença da variação altitudinal no modelo também é esperada, tendo em vista que os principais fatores controlando a riqueza de espécies dependem da combinação dos efeitos em micro- e meso-escalada temperatura, precipitação, disponibilidade de água e de nutrientes do solo; e esses fatores variam com a altitude (Wilson et al. 1990; e Sang, 2009). Além disso, como observado por Sang (2009) a riqueza de espécies varia de forma unimodal em função da altitude em regiões áridas e semiáridas. No contexto da Caatinga, essa variação altitudinal está fortemente ligada à presença dos complexos da Borborema, da Chapada Diamantina, da Chapada do Araripe, da Serra da Ibiapaba, entre outras. As floras destes locais apresentam características peculiares como, por exemplo, o mosaico de fisionomias que vão de caatinga arbustiva a arbórea pontilhadas por enclaves de matas úmidas (brejos de altitude) oriundo da Mata Atlântica, cuja ocorrência se dá em áreas mais elevadas, restritas ao topo de elevações na região da Borborema. Outro importante exemplo é a Chapada Diamantina, cuja vegetação é altamente diversificada e composta por diversas fitofisionomias. Estas incluem desde formações típicas de caatinga, como florestas estacionais caducifólias, encontradas na maior parte da região, principalmente nos vales e encostas, a fragmentos de vegetação savânica (cerrados) e até campos rupestres, que ocorrem predominantemente nas altitudes a partir de 1000m (Velloso et al., 2002; Queiroz et al., 2006).

O reconhecimento da existência de extensas áreas com riquezas observadas muito baixas no bioma é um claro indicativo da necessidade de se alocarem recursos humanos e financeiros direcionados a prospecção de informações sobre a biodiversidade no bioma. Os padrões de riqueza observados indicaram uma clara concentração de esforço amostral em algumas áreas, principalmente próximas a UCs e a faixa litorânea (Figura 05), com as grandes áreas consideradas permanecendo subamostradas, ou mesmo sem sequer um registro válido. Classificar e entender o que conhecemos, e descobrir o que desconhecemos são objetivos fundamentais na ciência (Hortal et al., 2015). O reconhecimento do déficit Wallaceano pode,

portanto, auxiliar o direcionamento de estudos, especialmente de florística e fitossociologia, para as áreas onde a falta de conhecimento foi mais acentuada, visando preencher as lacunas no conhecimento das floras locais no Bioma. Assim, ampliar o conhecimento sobre a distribuição das espécies no bioma é o primeiro passo necessário para o desenvolvimento de estudos subsequentes relativos aos diversos aspectos da biodiversidade, tais como interações biológicas, interações com fatores abióticos (limites de tolerância), biologia reprodutiva, filogenias, evolução, entre outros (Hortal et al., 2015).

Do ponto de vista da conservação, a deficiência no conhecimento da ocorrência das espécies e das reais diversidades locais implica em uma dificuldade de se estabelecer critérios e estratégias de conservação regional. Soma-se a isso o fato de que as áreas mais bem conhecidas são geralmente aquelas áreas já protegidas por UCs. Ou seja, áreas bastante desconhecidas quanto à diversidade local estão legalmente desprotegidas, e continuamente sofrendo com os diversos processos de degradação ambiental que vêm historicamente afetando a Caatinga. Ademais, a elevada proporção de espécies raras ao longo dos registros alerta para possíveis altas taxas de extinção com o avanço dessas ameaças.

6. CONCLUSÕES

A incorporação do espaço nos modelos preditivos é uma tendência crescente. Conforme observado no presente estudo, entre as diversas ferramentas desenvolvidas para esse fim, modelos geoestatísticos como a Cokrigagem possuem um grande potencial para uso em estudos com abordagens de Biogeografia ou Macroecologia.

As elevadas proporções de registros considerados não-válidos (77%) e de áreas consideradas mal amostradas (75%) evidenciam que, apesar dos esforços de pesquisa empreendidos nos últimos anos, o conhecimento sobre a biodiversidade do Bioma da Caatinga ainda continua altamente deficitário. Essa situação decorre, tanto da má qualidade dos registros existentes, seja pela falta de informação geográfica ou por problemas de identificação taxonômica, quanto pela concentração do esforço amostral em torno de algumas poucas áreas, com uma quantidade expressiva de áreas permanecendo pouco conhecidas.

A seleção de fatores não climático como os principais preditores da riqueza de leguminosas da Caatinga, indica que, na escala regional do presente estudo, houve uma maior influência de fatores locais como a topografia e o solo. Isto também evidencia a importância do substrato no estabelecimento de comunidades vegetais inclusive na região semiárida, influenciando até mesmo aspectos como riqueza e composição, conforme proposto por Queiroz (2006).

A persistência de lacunas tão expressivas no conhecimento pode ter sérias implicações para a conservação da biodiversidade do Bioma. Tendo em vista a quantidade significativa de espécies que apresentaram números muito baixos de registros e de áreas consideradas mal amostradas, somadas a existência de poucas áreas de proteção integral no Bioma, evidencia-se um risco corrente de perdas significativas de diversidade biológica na Caatinga.

De tal modo, que continua premente a necessidade de mobilização de recursos financeiros e humanos. Tanto para a execução de projetos de pesquisa que incluam expedições de coleta, principalmente nas áreas mal amostradas mapeadas neste estudo, quanto para treinamento de profissionais especializados capazes de proceder as corretas identificações e atualizações nos nomes latinos das plantas pertencentes aos acervos de referência.

7. REFERÊNCIAS

- Alves, J. J. A., de Araújo, M. A., e do Nascimento, S. S. (2009). **Degradação da Caatinga: uma investigação ecogeográfica**. Revista Caatinga, 22(3).
- Amorim, L.D.M. de (2014). **Fabaceae Lindl. da Floresta Nacional de Assú, semiárido do Rio Grande do Norte, Brasil**. UERN. Mossoró, RN.
- Amorim, L.D.M. de; Sousa, L.D.O.F. de; Oliveira, F.F.M.; Camacho, R.G.V. e Melo, J.I.M. de (2016). **Fabaceae na Floresta Nacional (FLONA) de Assú, semiárido potiguar, nordeste do Brasil**. Rodriguésia. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 67(1), p. 105-123.
- Andrade-Lima, D. (1981). **The caatingas dominium**. Revista Brasileira de Botânica 4: 149-163.
- Araújo, F.S.; Rodal, M.J.N. e Barbosa, M.R.V. (2005). **Análise das variações da biodiversidade do bioma Caatinga: suporte a estratégias regionais de conservação**. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Brasília, DF. 434p.
- Bailey, T.C. e Gatrell, A.C. (1995). **Interactive Spatial Data Analysis**. Longman: Scientific e Technical, Essex.
- BFG. 2015. **Growing knowledge: an overview of Seed Plant diversity in Brazil**. Rodriguésia, 66: 1085-1113.
- Bortolus, A. (2008). **Error cascades in the biological sciences: the unwanted consequences of using bad taxonomy in ecology**. AMBIO: A Journal of the Human Environment, 37(2), p. 114-118.
- Burrough, P.A. (2001). **GIS and geostatistics: Essential partners for spatial analysis**. Environmental and ecological statistics, v. 8(4). pg. 361-377.
- Bush, M.B., & Lovejoy, T.E. (2007). **Amazonian conservation: pushing the limits of biogeographical knowledge**. Journal of Biogeography, 34(8), p. 1291-1293.
- Cardoso, D.B.O.S. e Queiroz, L.P. (2007). **Diversidade de Leguminosae nas caatingas de Tucano, BA: implicações para a fitogeografia do semi-árido do Nordeste do Brasil**. Rodriguésia, Rio de Janeiro, v.58, n. 2, pg. 379-371.

_____ (2013). **Caatinga no contexto de uma metacomunidade: Evidências da biogeografia, padrões filogenéticos e abundância de espécies em leguminosas.** in: Biogeografia da América do Sul: padrões e processos. Carvalho, C. J. B. e Almeida, E. A. (orgs.). - [Reimpr.] - São Paulo, Ed. Roca, pg. 241-260.

Carvalho, C.J.B. e Almeida, E.A.B. de (orgs.) (2011). **Biogeografia da América do Sul: padrões e processos.** Ed. Roca. São Paulo. SP. 306pg.

Cayuela, L., Granzow-de la Cerda, Í., Albuquerque, F.S., & Golicher, D.J. (2012). **Taxonstand: An R package for species names standardisation in vegetation databases.** Methods in Ecology and Evolution, 3(6), p. 1078-1083.

Connor, E.F. & Simberloff, D. (1978) **Species number and compositional similarity of the Galapagos flora and avifauna.** Ecological Monographs, 48, p. 219–248.

Córdula, E.; Queiroz, L.P.; e Alves, M. (2010). **Diversidade e Distribuição de Leguminosae em uma área prioritária para a conservação da Caatinga em Pernambuco-Brasil.** Revista Caatinga, v. 23(3), pg. 33-40.

Crawley, M. J., & Harral, J. E. (2001). **Scale dependence in plant biodiversity.** Science, v. 291(5505), p. 864-868.

Currie, D.J. (1991). **Energy and large-scale patterns of animal-and plant-species richness.** American Naturalist, 137(1), p. 27-49.

Currie, D. J., Mittelbach, G.G.; Cornell, H.V.; Field, R.; Guégan, J.F.; Hawkins, B.A.; Kaufman, D.M.; Kerr, J.T.; Oberdorff, T.; O'Brien, E. & Turner, J.R.G. (2004). **Predictions and tests of climate-based hypotheses of broad-scale variation in taxonomic richness.** Ecology letters, 7(12), p. 1121-1134.

Diniz-Filho, J.A.F., Rangel, T.F.L., & Bini, L.M. (2008). **Model selection and information theory in geographical ecology.** Global Ecology and Biogeography, 17(4), p. 479-488.

Eldery, A.A., e Garcia, L.A. (2010). **Comparison of ordinary kriging, regression kriging, and cokriging techniques to estimate soil salinity using LANDSAT images.** Journal of Irrigation and Drainage Engineering. pg. 355-364.

ESRI 2011. ArcGIS Desktop: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

Faria, S.D., Lewis, G.P., Sprent, J.I., & Sutherland, J.M. (1989). **Occurrence of nodulation in the Leguminosae**. *New Phytologist*, *111*(4), p. 607-619.

FAO/IIASA/ISRIC/ISSCAS/JRC, 2012. **Harmonized World Soil Database (version 1.2)**. FAO, Rome, Italy and IIASA, Laxenburg, Austria

Fischer, G., F. Nachtergaele, S. Prieler, H.T. van Velthuisen, L. Verelst, D. Wiberg, (2008). **Global Agro-ecological Zones Assessment for Agriculture (GAEZ 2008)**. IIASA, Laxenburg, Austria and FAO, Rome, Italy.

Flora do Brasil 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. (Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>). acesso em: 22/04/2016.

Franco, E. **Biogeografia do estado de Sergipe**. Aracaju: SEGRASE, 1983.

Gaston, K. J. (2000). **Global patterns in biodiversity**. *Nature*, *405*(6783), 220-227.

Giulietti, A.M.; Neta, A.L.B.; Castro, A.A.J.F.; Gamarra-Roja, C.F.L.; Sampaio, E.V.S.B.; Virgínio, J.F.; Queiroz L.P.; Figueiredo, M.A.; Rodal, M.J.; Barbosa, M.R.V.; Harley, R.M. (2003). **Diagnóstico da vegetação nativa do bioma Caatinga**. In: SILVA, J.M.C.; Tabarelli, M.; Fonseca, M.T.; Lins, L.V. (Orgs.). **Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 382 p.

Giulietti, A.M.; Rapini, A.; Andrade, M.J.G; Queiroz, L.P.; Silva, J.M.C. (orgs.) (2009). **Plantas Raras do Brasil**. Conservação Internacional. Belo Horizonte, MG. 496 pg.

Global Biodiversity Information Facility - GBIF. (Disponível em: <http://www.gbif.org/>) acesso em: dez/2015.

Gouveia, S. F.; Hortal, J.; Cassemiro, F. A. S.; Rangel, T. F. L. V. B.; e Diniz-Filho, J. A. F. (2013). **Nonstationary effects of productivity, seasonality, and historical climate changes on global amphibian diversity**. *Ecography*, *36*(1), 104–113.

Guisan, A. e Rahbek, C. (2011). **SESAM - a new framework integrating macroecological and species distribution models for predicting spatio-temporal patterns of species assemblages**. *Journal of Biogeography*, *38*, 1433–1444

Harmonized World Soil Database - HWSD v.1.2. (Disponível em: <http://webarchive.iiasa.ac.at/Research/LUC/External-World-soil-database/HTML/>). acesso em: dez/2015.

Hawkins, B.A.; Field, R.; Cornell, H.V.; Currie, D.J.; Guégan, J.F.; Kaufman, D. M.; Kerr, J.T.; Mittelbach, G.G.; Oberdorff, T.; O'Brien, E.M. e Porter, E.E. (2003a). **Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness**. *Ecology*, 84(12), 3105-3117.

Hawkins, B.A., Porter, E.E., e Diniz-Filho, J.A.F. (2003b). **Productivity and history as predictors of the latitudinal diversity gradient of terrestrial birds**. *Ecology*, 84(6), p. 1608-1623.

Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G., e Jarvis, A. (2005). **Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas**. *International journal of climatology*, 25(15), p. 1965-1978.

Hillebrand, H. (2004). **On the generality of the latitudinal diversity gradient**. *The American Naturalist*, 163(2), p. 192-211.

Hoeting, J.A.; Davis, R.A.; Merton, A.A., & Thompson, S.E. (2006). **Model selection for geostatistical models**. *Ecological Applications*, 16(1), p. 87-98.

Hortal, J., de Bello, F., Diniz-Filho, J.A.F., Lewinsohn, T.M., Lobo, J.M., e Ladle, R.J. (2015). **Seven shortfalls that beset large-scale knowledge on biodiversity**. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 46, n. 1.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. (2016). Mapas interativos. (Disponível em: ftp://geofp.ibge.gov.br/mapas_interativos/). acesso em: 05/05/2016.

Isaaks, E.H. and Srivastava, R.M. (1989). **An Introduction to Applied Geostatistics**, Oxford University press. New York.

Kalwij, J. M. (2012). **Review of ‘The Plant List, a working list of all plant species’**. *Journal of Vegetation Science*, 23(5), p. 998-1002.

Ladle, R.; Hortal, J. (2013). **Mapping species distributions: living with uncertainty**. *Frontiers of Biogeography*. 5:8–9.

Larcher, W. **Ecofisiologia Vegetal**. Ed Rima Artes e Textos. São Carlos, SP. 2000.

Leal, R.I.; Silva, J.M.C.; Tabarelli, M.; Lacher Jr., T.E. (2005). **Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil**. Megadiversidade, v.1(1). pg. 139-146.

Lemes, P.; Faleiro, F.A.M.V.; Tessarolo, G. e Loyola, R.D. (2011). **Refinando Dados Espaciais para a conservação**. Natureza e Conservação. v. 9(2), pg. 240-243.

Lewis, G.P.; Schrire, B.; MacKinder, B. e Lock, M. (2005) **Legumes of the World**. Royal Botanic Gardens Kew.

Lin, Y.P., Yeh, M.S., Deng, D.P., e Wang, Y.C. (2008). **Geoestatistical approaches and optimal additional sampling schemes for spatial patterns and future sampling of bird diversity**. Global Ecology and Biogeography, v. 17(2). pg. 175-188.

Lomolino, M.V. (2004). **Conservation biogeography**. in: Frontiers of biogeography: new directions in the geography of nature. Lomolino, M.V.e Heaney, L.R. (Eds.). Sunderland, MA: Sinauer Associates. pg. 293-296.

Lortie, C.J., Brooker, R.W., Choler, P., Kikvidze, Z., Michalet, R., Pugnaire, F.I., & Callaway, R. M. (2004). **Rethinking plant community theory**. Oikos, 107(2), p. 433-438.

Loyola, R.D. e T.M. Lewinsohn (2009). **Diferentes abordagens para a seleção de prioridades de conservação em um contexto macro-geográfico**. Megadiversidade, 5, p. 1-26.

MacArthur, R. H. (1972). **Geographical Ecology: Patterns in the distribution of species**. Princeton University Press.

Machado, W. J, Prata, A. P., e de Mello, A. A. (2012). **Floristic composition in areas of Caatinga and Brejo de Altitude in Sergipe state, Brazil**. Check List, 8(6), 1089-1101.

Meyer, C.; Kreft, H.; Guralnick. R. e Jetz, W. (2015). **Global priorities for an effective information basis of biodiversity distributions**. PeerJPrePrints. nº e1057.

Miller, J.; Franklin, J.; and Aspinall, R. (2007). **Incorporating spatial dependence in predictive vegetation models**. Ecological Modelling, v. 202(3). pg. 225–242.

Mittelbach, G.G. Schemske, D. W.; Cornell, H. V.; Allen, A. P.; Brown, J. M.; Bush, M. B.; Harisson, S.P.; Hurlbert, A.L.; Knowton, N.; Lessios, H.A.; McCain, C. M.; McCune, A.R.; McDade, L.A.; McPeck; M.A.; Near, T.J.; Price, T.D.; Ricklefs, R.E.; Roy, K.; Sax, D.F.; Schluter, D.; Sobel, J.M and Turelli, M.

(2007). **Evolution and the latitudinal diversity gradient: speciation, extinction and biogeography.** – Ecology Letters 10: 315 – 331.

Moore, J.L., Balmford, A., Brooks, T., Burgess, N.D., Hansen, L.A., Rahbek, C., e Williams, P.H. (2003). **Performance of Sub-Saharan Vertebrates as Indicator Groups for Identifying Priority Areas for Conservation.** Conservation Biology, 17(1), 207-218.

Myers, D.E., (1982). **Matrix formulation of co-kriging.** Journal of the International Association for Mathematical Geology, 14. pg. 249-257.

Pennington, R.T., Prado, D.E., & Pendry, C.A. (2000). **Neotropical seasonally dry forests and Quaternary vegetation changes.** Journal of Biogeography, 27(2), p. 261-273.

Pianka, E.R. (1966). **Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts.** American Naturalist, v. 100(910), pg. 33-46.

Platnick, N.I. e Nelson, G. (1978). **A method of analysis for historical biogeography.** Systematic Biology, v. 27(1), pg. 1-16.

Pimm, S.L. e Joppa, L. N. (2015). **How Many Plant Species are There, Where are They, and at What Rate are They Going Extinct?** Annals of the Missouri Botanical Garden, v. 100(3). pg. 170-176.

Prado, D.E. (2003). **As caatingas da América do Sul.** In: Leal, I.R., & da Silva, J.M.C.. Ecologia e conservação da Caatinga. Editora Universitária UFPE. Recife, PE. 2, 3-74.

Queiroz, L.P. de; Rapini, A. e Guilietti, A.M. (org.) (2006). **Towards greater knowledge of the Brazilian Semi-arid Biodiversity.** Ministério da Ciência e Tecnologia. Brasília. Brasil.

Queiroz, L.P. (2006). **The Brazilian caatinga: phytogeographical patterns inferred from distribution data of the Leguminosae.** In: PENNINGTON, R. T.; LEWIS, G. P.; RATTER, J. A. (Ed.). Neotropical Caatingas and dry forests: plant diversity, biogeography, and conservation. Boca Raton: Taylor e Francis, Crc-Press, cap. 6. pg. 121-157.

_____(2009). **Leguminosas da caatinga.** Feira de Santana: Editora Universitária da UEFS. 443 p.

Rangel, T.F.; Diniz-Filho, J.A.F. and Bini, L.M. (2010) **SAM: A comprehensive application for Spatial Analysis in Macroecology.** Ecography, 33: 1-5.

- Ricklefs, R.E. (2004). **A comprehensive framework for global patterns in biodiversity**. Ecology letters, 7(1), p. 1-15.
- Ricklefs, R.E., & He, F. (2016). **Region effects influence local tree species diversity**. Proceedings of the National Academy of Sciences, 113(3), p. 674-679.
- Robertson, G.P. (1987). **Geostatistics in ecology: interpolating with known variance**. Ecology, v. 68(3). pg. 744-748.
- Rodrigues, A.S. e Brooks, T.M. (2007). **Shortcuts for biodiversity conservation planning: the effectiveness of surrogates**. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, pg. 713-737.
- Rodrigues, A. S. L. (2011). **Species as surrogates in conservation**. Trends in Ecology e Evolution, 26(12), pg. 625–626. doi:10.1016/j.tree.2011.08.007
- Sampaio, E.V.S.B.; Andrade-Lima, D.A.; and Gomes, M.A.F. (1981). **O gradiente vegetacional das caatingas e áreas anexas**. Revista Brasileira de Botânica, 4(27).
- Sampaio, E. e Rodal, M. J. (2000). **Avaliação e identificação de ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade do bioma Caatinga: Fitofisionomias da Caatinga**. Documento para discussão no Grupo de Trabalho Botânica. Ministério do Meio Ambiente. Petrolina, PE.
- Sang, W. (2009). **Plant diversity patterns and their relationships with soil and climatic factors along an altitudinal gradient in the middle Tianshan Mountain area, Xinjiang, China**. Ecological Research, 24(2), p. 303-314.
- Silva, J. D., e Dinnouti, A. (1999). **Análise de representatividade das unidades de conservação federais de uso indireto na Floresta Atlântica e Campos Sulinos**. In: Workshop Avaliação e Ações Prioritárias para Conservação dos Biomas Floresta Atlântica e Campos Sulinos, São Paulo. <http://www.conservation.org>.
- Silva, A. C. C., Prata, A. P., Souto, L. S., e de Mello, A. A. (2013). **Aspectos de ecologia de paisagem e ameaças à biodiversidade em uma unidade de conservação na Caatinga, em Sergipe**. Revista Árvore, 37(3), pg. 479-490.

Smith, B. E., Johnston, M. K., & Lücking, R. (2016). **From GenBank to GBIF: Phylogeny-Based Predictive Niche Modeling Tests Accuracy of Taxonomic Identifications in Large Occurrence Data Repositories.** *PloS one*, 11(3), e0151232.

Spatial Data Access Tool - SDAT (ORNL/ DAAC/ NASA). (Disponível em: http://webmap.ornl.gov/ogcdown/wcsdown.jsp?dg_id=569_7). acesso em 10/12/2015.

Tabarelli, M., e Silva, J. D. (2003). **Áreas e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Caatinga.** Ecologia e conservação da Caatinga. Universidade Federal de Pernambuco. Recife, PE. pg. 777-796.

Tabarelli, M., e Vicente, A. (2004). **Conhecimento sobre plantas lenhosas da Caatinga: lacunas geográficas e ecológicas.** in: Silva, J.M.C., Tabarelli, M., Fonseca, M.T., e Lins, L. V. (2004). Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF. pg. 101-111.

Team, R.C. (2014). **R: A language and environment for statistical computing.** R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Temperton, V.M., Mwangi, P.N., Scherer-Lorenzen, M., Schmid, B., & Buchmann, N. (2007). **Positive interactions between nitrogen-fixing legumes and four different neighbouring species in a biodiversity experiment.** *Oecologia*, 151(2), p. 190-205.

The Plant List (2013). Version 1.1. Published on the Internet. (Disponível em: <http://www.theplantlist.org/>). acesso em: mar/2016.

Trabucco, A., & Zomer, R.J. (2010) **Global Soil Water Balance Geospatial Database.** CGIAR Consortium for Spatial Information. Published online, available from the CGIAR-CSI GeoPortal. (Disponível em: <http://www.cgiar-csi.org>).

Trindade-Filho, J. e Loyola, R. D. (2010). **O uso de grupo s indicadores como atalho para a conservação da biodiversidade.** *Revista de Biologia Neotropical*. 7(2), pg. 27-38.

Trindade-Filho, J., & Loyola, R. D. (2011). **Performance and consistency of indicator groups in two biodiversity hotspots.** *PloS one*, 6(5), e19746.

Veech, J.A., & Crist, T.O. (2007). **Habitat and climate heterogeneity maintain beta-diversity of birds among landscapes within ecoregions.** *Global ecology and Biogeography*, 16(5), p. 650-656.

Velloso, A.L.; Sampaio, E.V.S.B.; Pareyn, F.G.C. **Ecorregiões: propostas para o bioma Caatinga. Resultados do Seminário de Planejamento Ecorregional da Caatinga, Aldeia-PE, 11/2001.** Associação Plantas do Nordeste e Instituto de conservação Ambiental. The Nature Conservancy do Brasil, Recife, 2002

Walsh, R.P.D. (1996). **The climate.** In: P.W. Richards (ed). *The Tropical Rain Forest: an ecological study.* Cambridge University Press. p. 159-255.

Whittaker, R.J.; Araújo, M.B.; Jepson, P.; Ladle, R.; Watson, J.E. and Willis, K.J. (2005). **Conservation Biogeography: assessment and prospect.** *Diversity and Distributions*, 11:3-23.

Wilson, J.B.; Lee, W.G. & Mark, A.F. (1990). **Species diversity in relation to ultramafic substrate and to altitude in southwestern New Zealand.** *Vegetatio* 86: 15-20.

Wright, D.H. (1983). **Species-Energy Theory: An Extension of Species-Area Theory.** *Oikos*, 41(3), p. 496-506.